中国生态农业学报 2016 年 9 月 第 24 卷 第 9 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Sep. 2016, 24(9): 1206−1213

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.160237

“稻鸭共生”生态系统重金属镉的转化、迁移及循环特征*

张 帆 李海露 程凯凯

(湖南省土壤肥料研究所 长沙 410125)

摘 要 重金属镉(Cd)通过污染的饲料和化肥而影响农产品进而危害人体健康已经成为食品安全和生态环境关注的焦点。为完善“稻鸭共生”系统的肥料和饲料管理，建立合理的物质产投结构及降低重金属 Cd 的生态毒理风险，在湖南省长沙市望城区桐林坳社区开展了 2 年田间试验，以常规稻作为对照，采用投入产出法，研究分析“稻鸭共生”生态系统重金属 Cd 的转化、迁移及循环特征。结果表明，“稻鸭共生”生态系统 Cd 输入量为：肥料>饲料>秧苗>雏鸭，其中肥料 Cd 输入主要是磷肥输入。“稻鸭共生”生态系统 Cd 输出主要是水稻籽粒 Cd 和成鸭 Cd。“稻鸭共生”生态系统内循环的 Cd 主要是鸭粪 Cd、杂草 Cd、害虫 Cd 及归还给系统的水稻秸秆 Cd 和根系 Cd。鸭所摄食的 Cd 主要来自鸭饲料，大鸭饲料 Cd 输入大于小鸭饲料 Cd 输入。在“稻鸭共生”生态系统中重金属 Cd 沿食物链的转化、迁移过程以鸭粪 Cd 形式放大，且鸭粪 Cd 高于鸭饲料 Cd 输入。稻田土壤 Cd 输出来看，“稻鸭共生”和常规稻作相比无显著差异(P>0.05)。无论是常规稻作还是“稻鸭共生”，水稻植株 Cd 含量次序为根>秸秆>籽粒。与常规稻作相比，“稻鸭共生”没有增加水稻植株 Cd 含量和 Cd 积累。糙米和鸭肉镉含量分别为 0.033 mg·kg^{-1} 和 0.008 mg·kg^{-1}，短期来看，“稻鸭共生”能够提供安全无 Cd 污染的农产品(鸭和稻米)。

关键词 “稻鸭共生”生态系统 重金属镉 物质产投结构 食物链 稻田
中图分类号: S344; X952 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2016)09-1206-08

Characteristics of heavy metal (cadmium) transformation, migration and cycling in rice-duck mutual ecosystem*

ZHANG Fan, LI Hailu, CHENG Kaikai

(Hunan Soil and Fertilizer Institute, Changsha 410125, China)

Abstract Heavy metal pollution has been being the subject of attention because it endangers food security and agro-ecological environment. Raising ducks in paddy fields is a Chinese traditional agriculture mode of integrated planting and breeding in paddy fields in subtropical regions. Neither chemical pesticides nor herbicides are applied throughout the growing season in the mutual rice-duck ecosystem and surface water is maintained about 10 cm depth during the period of raising ducks. Field experiments on Cd transformation, migration and cycling in mutual rice-duck ecosystems were conducted in 2014–2015 in double cropping rice regions in Hunan Province and a conventional rice field used as the control. The aim of the experiment was to explore heavy metal pollution risk of products of rice-duck mutual ecosystem, and provide references for adjustment and improvement of management strategies of fertilizer and feed, optimization of food chain, input-output structure rationalization and Cd pollution control of the rice-duck mutualism. In 2014, 17-day-old ducks were introduced into the paddy field (at a holding capacity of 675 ducks per hectare) 23 days after early rice seedling transplanting; in 2015, 20-day-old ducks were introduced into the paddy field (at a holding capacity of 675 ducks per hectare) 21 days after early rice seedling transplanting. The ducks were retrieved at the end of heading stage of early rice in the experiments in both years. Input-Output

* 国家自然科学基金项目(31300372)和国家科技支撑计划项目(2012BAD14B03)资助
张帆，主要从事生态农业和耕作制度研究。E-mail: zhangfan898@sina.com
收稿日期: 2016−03−13 接受日期: 2016−04−25

* This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (31300372) and the National Key Technology R&D Program of China (2012BAD14B03).
Corresponding author, ZHANG Fan, E-mail: zhangfan898@sina.com
Received Mar. 13, 2016; accepted Apr. 25, 2016

Analysis method was used to analyze heavy metal Cd cycling in the mutual rice-duck ecosystem using collected data in field experiments. Input included materials embodied in fertilizers, feed, seedling, duckling and irrigation, while output covered seed and duck in the rice-duck mutualism. The return materials consisted of feces, rice straw, rice root, weeds and insects. The results showed that Cd input in the mutual rice-duck ecosystem decreased in the order of fertilizer > feed > rice seedling > duckling. Fertilizer Cd input was mainly from phosphate fertilizer, duck Cd input was mainly from duck feed, and matured duck feed Cd input was greater than duckling feed Cd input. Cd cycling inner the ecosystem was from duck feces, weeds and insects transforming to rice straws and roots. In the mutual rice-duck ecosystem, heavy metal Cd was amplified along food chain transformation. The migration process of duck feces Cd input was higher than that of duck feed Cd input. For both rice-duck mutual ecosystem and conventional rice system, the order Cd contents of rice organs was root > straw > seed. Compared with conventional rice cultivation, rice-duck mutualism did not increase Cd content and accumulation in rice plants. Cd output of paddy soil under rice-duck mutualism and conventional rice cultivation was not significantly different ($P > 0.05$). For rice-duck mutual ecosystem, the contents of Cd in brown rice and duck were 0.033 mg·kg^{-1} and 0.008 mg·kg^{-1}, respectively, lower than the limit standard of food Cd content. In the short-term, mutual rice-duck ecosystems provided a safe and non Cd contaminated mode of agricultural production.
Keywords　Rice-duck mutual ecosystem; Heavy metal Cd; Input-output structure; Food chain; Paddy field

镉(cadmium, Cd)是一种蓄积性强、毒性强的生物非必需金属元素，易被生物体富集，通过食物链危及动物和人体健康[1–3]。重金属 Cd 通过污染饲料和化肥而影响农产品进而危害人体健康，已经成为食品安全和生态环境关注的焦点[4–8]。

"稻鸭共生"以鸭子捕食害虫代替农药、以鸭子踩食杂草代替除草剂、以鸭子粪便作为有机肥料代替部分化肥，是一种典型的稻田种养结合和水土资源高效利用的农业生产模式。"稻鸭共生"生产模式中鸭田间所摄食的害虫与杂草不能满足其生长发育需求，所以鸭对人工投入的饲料依存度高[9–12]。此外，为保障水稻稳产，不能盲目减少其肥料投入[9–13]。但"稻鸭共生"生产模式中人类投入的鸭饲料和化肥都可能带入一定数量的重金属 Cd，"稻鸭共生"能否保障所提供的农产品无重金属污染风险？"稻鸭共生"生态系统中的鸭子对土壤的扰动及鸭粪进入土壤后对土壤物理化学条件产生直接、间接的影响，进而改变土壤中重金属的生物有效性等问题[9–13]，是否影响水稻对重金属 Cd 的吸收和积累？"稻鸭共生"生态系统 Cd 转化、迁移及循环是发生在水稻–鸭–土–水界面，Cd 在水稻–鸭–土壤中的分布格局及循环特征可能会受到土壤 Cd 浓度及其化学形态、稻田杂草和昆虫种类及数量、系统 Cd 投入、鸭繁殖生态及行为生态等多方面影响。目前国内的研究主要集中在"稻鸭共生"对温室气体的影响效果及机理、病虫草害的控制效果及机理、水体生态系统、土壤生态系统、水稻、"稻鸭共生"的效益、"稻鸭共生"生态系统 C、N、P 循环、"稻鸭共生"的加环研究(例如稻–鸭–萍、稻–鸭–泥鳅)等方面[9–13]，其研究结果均为我国传统农业的保护、该项技术的完善及推广应用提供了科技支撑。但是国内有关"稻鸭共生"重金属 Cd 的研究极少。

因此，本文通过开展 2 年的田间定位试验，以每年早稻大田生育期为研究的时间边界，采用投入产出法(Input-Output Analysis, IOA)，定性与定量相结合，通过监测化学肥料、饲料、水稻秧苗、雏鸭、灌溉水等输入物质，水稻籽粒、成鸭等输出物质，鸭粪、杂草、害虫、水稻秸秆及根系等系统内部循环物质，研究分析"稻鸭共生"生态系统重金属 Cd 的转化、迁移及循环特征，为完善"稻鸭共生"的肥料管理、食物链优化管理、合理化物质产投结构及降低重金属 Cd 的生态毒理风险提供参考。

1　材料与方法

1.1　试验地点和自然条件

本研究分别于2014年和2015年的4—7月(早稻季)在湖南省长沙市望城区桐林坳社区(28°37′N, 112°80′E，海拔100 m)肥力均匀的稻田进行。该地区为亚热带季风湿润气候，年平均气温17 ℃，无霜期300 d，年均降雨量1 400 mm。土壤类型为第四纪红色黏土发育的水稻土，试验前耕层0~20 cm土壤有机质42.8 g·kg^{-1}，全氮2.77 g·kg^{-1}，全磷0.72 g·kg^{-1}，全钾12.6 g·kg^{-1}，碱解氮401 mg·kg^{-1}，有效磷9.14 mg·kg^{-1}，速效钾264 mg·kg^{-1}，pH为5.16，土壤全镉(Cd)为0.287 mg·kg^{-1}。

1.2　试验材料

早稻品种为常规稻, 2014 年为'湘早籼 45', 2015 年为'湘早籼 24'，鸭品种为'江南一号'水鸭。鸭饲料为国雄 8548 幼鸭鸭饲料和国雄 8549 肉仔鸭中后期配合饲料，主要原料组成为：玉米、豆粕、棉粕、菜

粕、豆油、洗米糠、大米蛋白粉、食盐、碳酸钙、磷酸氢钙、酶制剂、赖氨酸和蛋氨酸等。

1.3 试验设计与栽培管理

1.3.1 试验田地设置

2014 年 4 月 25 日进水泡田，2015 年 4 月 27 日进水泡田。泡田 3 d 后，机械旋地。然后将稻田分成 6 个面积均等的小区(四周留有保护行)，小区面积为 448 m^2。各小区四周均用高 40 cm 的不锈钢钢板链接隔开，钢板地下深埋 20 cm，田面上留 20 cm，以防止 0~20 cm 耕层土壤及各小区间肥水窜流。各小区均留有一可控制的进水口和排水口，田面水深根据钢板上的刻度控制。早、晚稻均采用机械收获(水稻机械收获时秸秆还田)，早、晚稻移栽前采用小型旋耕机对试验田各小区进行旋耕，每年的旋地和收获不会改变试验田地设置。

1.3.2 试验设计

试验设 2 个处理，随机区组设计，重复 3 次。各处理如下：

处理Ⅰ(常规稻作)：不放鸭，水稻的整个生育期间根据田间病虫害情况施用农药(早稻 2 次，杀虫剂为阿维杀虫单，杀菌剂为苯甲·丙环唑)，施用水田除草剂(早稻 2 次，除草剂为苄·乙)。

处理Ⅱ(稻鸭共生)：每小区均放 32 只鸭(放鸭数量以 675 只·hm^{-2}为标准)，在水稻的整个生育期间不施用农药和除草剂。

1.3.3 田间管理

早稻移栽时间均是每年的 4 月 30 日，收获时间分别是 2014 年 7 月 17 日和 2015 年 7 月 10 日。早稻插植密度均为 20 cm×20 cm。每年早稻移栽前各处理小区均施入基肥，基肥为尿素(含 N 量为 46%)、过磷酸钙(含 P_2O_5 量为 12%)和氯化钾(含 K_2O 量为 60%)；施用量尿素为 167.5 kg·hm^{-2}、过磷酸钙为 625 kg·hm^{-2}、氯化钾为 150 kg·hm^{-2}。每年早稻均在移栽 7 d 后追氮肥即尿素(含氮量为 46%)，施用量为 167.5 kg·hm^{-2}。稻田灌溉水来自附近的自然水塘。各处理田面水均维持在 10 cm，当田面水降至 5 cm 时稻田灌水。湖南早稻生育期短，6 月下旬以后稻田不再灌溉。

“稻鸭共生”小区四周用高 120 cm 的尼纶丝网做成围栏，以防鸭子外逃；并在小区角落放置一鸭棚，以便鸭子休憩和喂食，同时防止鸭饲料进入稻田土壤和水体。鸭放养期间根据田间饵料情况酌情补饲料。2014 年早稻移栽 23 d 后即 5 月 21 日，“稻鸭共生”每小区均放入鸭龄为 17 d，体重为 150 g 左右的鸭子。2015 年早稻移栽 21 d 后即 5 月 19 日，“稻鸭共生”每小区均放入鸭龄为 20 d，体重为 190 g 左右的鸭子。均在早稻成熟期收鸭。

试验前种植制度为早稻–晚稻–冬闲，试验后种植制度为早稻鸭共生–晚稻–冬闲。每年晚稻施肥制度不变，晚稻品种均为杂交稻‘岳优 9113’。

1.4 样品的采集与测定方法

1.4.1 “稻鸭共生”生态系统的界定

“稻鸭共生”生态系统重金属 Cd 的转化、迁移及循环概念图见图 1。本研究把“稻鸭共生”作为一个系统，以其经营范围为系统边界，包括农田(土壤)、鸭 2 个亚系统。农田亚系统(即土壤子系统)以种植水稻的田块为系统的空间边界，以水稻大田生育期为系统研究的时间边界。

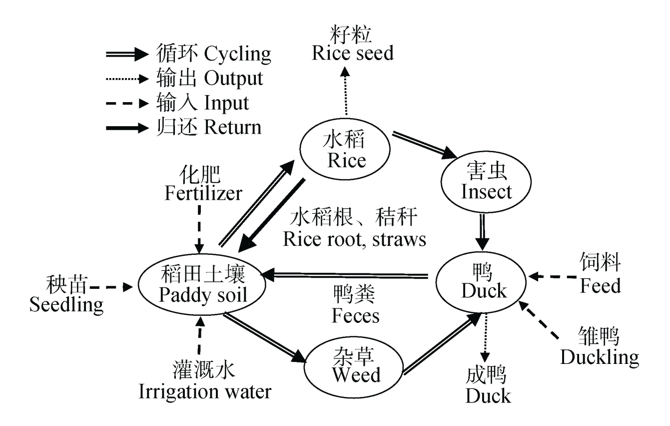


图 1 “稻鸭共生”生态系统重金属 Cd 的转化、迁移及循环概念图

Fig. 1 Schematic diagram of Cd transformation, migration and cycling in rice-duck mutual ecosystem

1.4.2 土壤

2014 年 4 月 24 日和 2015 年 4 月 26 日(2015 年是对各处理每重复小区采样)，依据 S 形 5 点采样法用内径 20 mm 的土钻，采集耕层土壤，混匀风干，备用。土壤基础理化性状即全氮、全磷、全钾、碱解氮、有效磷、速效钾、有机质和 pH 的测定方法参见《土壤农业化学分析方法》[14]；土壤全 Cd 的测定采用石墨炉原子吸收分光光度计法。

1.4.3 输入物质、输出物质及系统内循环物质

肥料、饲料、水稻秧苗、雏鸭、灌溉水等输入物质，水稻籽粒、成鸭等输出物质，鸭粪、杂草、害虫、水稻秸秆及根系等系统内部循环物质等样品的采集方法参见张帆等[9–13]的研究。其中鸭样本研究采用低温冷冻干燥机处理。植株样、饲料、杂草、害虫、雏鸭及成鸭等样品重金属总 Cd 采用 HNO_3-$HClO_4$ 消煮，原子吸收分光光度计测定；鸭粪样总 Cd 和肥料 Cd 测定方法同土样；水样总 Cd 含量采用

美国 PE 公司的等离子体质谱仪(型号为 SCIEXElan 9000)进行定量分析, 检测限为 0.005 mg·L^{-1}。

1.5　数据处理

试验结果均以处理的 3 次重复分析的平均值来表示, 试验数据采用 DPS 7.05 软件统计分析。不同处理之间多重比较采用 Duncan 新复极差法。

2　结果与分析

2.1　“稻鸭共生”生态系统中鸭系统的重金属 Cd 沿食物链的转化、迁移特征

2014 年早稻季, 入田鸭龄为 17 d, 稻鸭共生 50 d。由表 1 可见, 鸭子系统输入的 Cd 中, 饲料带入的 Cd 所占比例最大, 为 96.04%; 鸭所食的稻田杂草 Cd 占 3.95%。成鸭 Cd 输出为 1.42 mg(Cd)·hm^{-2}, 占总输出的 0.42%; 鸭粪 Cd 占总输出的 99.58%。2015 年早稻季, 入田鸭龄为 20 d, 稻鸭共生 39 d。由表 1 可见, 鸭子系统输入的 Cd 中, 饲料带入的 Cd 所占比例最大, 为 99.65%; 鸭所食的稻田杂草 Cd 仅占 0.33%。成鸭 Cd 输出为 1.84 mg(Cd)·hm^{-2}, 占总输出的 1.07%; 鸭粪 Cd 占总输出的 98.93%。

鸭所摄食的饲料 Cd 和排泄的鸭粪 Cd 具体情况见表 2。2014 年早稻季, 小鸭饲料(国雄 8548 幼鸭饲料)Cd 含量为 0.033 mg·kg^{-1}(饲料 Cd 含量均是 2 次 3 个重复的检测结果), 大鸭饲料(国雄 8549 中后期鸭饲料)Cd 含量为 0.133 mg·kg^{-1}; 鸭饲料 Cd 投入中小鸭饲料占 18.03%, 大鸭饲料占 81.97%。2015 早稻季, 小鸭饲料 Cd 含量为 0.034 mg·kg^{-1}, 大鸭饲料 Cd 含量为 0.087 mg·kg^{-1}。鸭饲料 Cd 投入为中小鸭饲料占 29.85%, 大鸭饲料占 70.15%。

连续 2 年的试验表明, “稻鸭共生”生态系统以鸭粪排泄物的形式归还给稻田土壤的 Cd 远大于鸭产品本身所固定的 Cd 量; 鸭所摄食的 Cd 主要来自鸭饲料, 且大鸭饲料 Cd 输入大于小鸭饲料 Cd 输入; 在早稻–鸭共生系统中重金属 Cd 沿食物链的转化、迁移过程被以鸭粪 Cd 形式放大, 鸭肠道代谢排泄的鸭粪 Cd 均高于鸭饲料 Cd 输入。

本研究连续 2 年早稻季, 鸭所摄食的稻田害虫 Cd 含量未检测出。主要是因为试验地当年病虫害发生仅为稻飞虱和卷叶螟, 无蝗虫虫害, 定期取的虫样生物量小。

表 1　“稻鸭共生”生态系统中鸭子系统的 Cd 循环
Table 1　Cd cycle of duck sub-system in early rice-duck mutual ecosystem

年份 Year	输入 Input [mg(Cd)·hm^{-2}]					输出 Output [mg(Cd)·hm^{-2}]			输出/输入 Output/input
	雏鸭带入 Duckling	饲料 Feed	杂草 Weed	虫 Insect	合计 Total	鸭粪 Feces	成鸭 Duck	合计 Total	
2014	0.019	144.87	5.96	—	150.85	333.77	1.42	335.19	2.22
2015	0.023	105.21	0.35	—	105.58	170.37	1.84	172.21	1.63

表 2　不同稻鸭共生时间后“稻鸭共生”生态系统的鸭饲料和鸭粪的 Cd 含量
Table 2　Cd input of feed, Cd output of feces at different symbiotic times of rice and duck in early rice-duck mutual ecosystem
mg(Cd)·hm^{-2}

	2014 年 Year 2014			2015 Year 2015		
	30 d	20 d	合计 Total	21 d	18 d	合计 Total
鸭饲料 Duck feed	26.12	118.75	144.87	31.41	73.80	105.21
鸭粪 Duck feces	123.81	209.96	333.77	71.68	98.69	170.37

稻鸭共生期 2014 年为 50 d, 2015 年为 39 d。Symbiotic period of rice and duck in the early rice-duck mutual ecosystem was 50 days in 2014, 39 days in 2015.

2.2　“稻鸭共生”土壤系统的 Cd 循环

“稻鸭共生”生态系统的土壤系统 Cd 输入输出见表 3。本研究中灌溉水定期取样, 灌溉水未检测出 Cd 含量, 远低于《农田灌溉水质标准》(GB5084—2005)中 0.01 mg·L^{-1} 限量值[15]。每年投入的尿素和钾肥也未检测出 Cd 含量, 肥料 Cd 输入主要是磷肥 Cd(肥料 Cd 含量均是 2 次 3 个重复的检测结果)。2014 年磷肥 Cd 含量为 0.60 mg·kg^{-1}, “稻鸭共生”和常规稻作磷肥 Cd 输入均为 375 mg(Cd)·hm^{-2}。2015 年磷肥 Cd 含量为 0.33 mg·kg^{-1}, “稻鸭共生”和常规稻作磷肥 Cd 输入均为 206.25 mg(Cd)·hm^{-2}。常规稻作土壤 Cd 输入主要是磷肥和水稻秧苗带入。“稻鸭共生”土壤 Cd 输入包括磷肥 Cd、水稻秧苗 Cd 及鸭粪 Cd; 因有鸭粪 Cd 输入稻田土壤, 故 Cd 输入量均高于常规稻作。本研究“稻鸭共生”土壤系统 Cd 输出主要是水稻吸收的 Cd 量, 因 2014 年早稻蔸丛内有未被鸭吃的稗草, 故土壤系统 Cd 输出也包括杂草吸收的 Cd 量。从稻田土壤 Cd 输出来看, “稻鸭共生”和常

规稻作相比无显著差异(P>0.05)。

“稻鸭共生”对成熟期水稻不同器官 Cd 含量的影响见表 4。2014 年试验前土壤 Cd 含量为 0.287 mg·kg^{-1}, 2015 年试验前常规稻作处理土壤 Cd 含量为 0.307 mg·kg^{-1}, “稻鸭共生”处理土壤 Cd 含量为 0.297 mg·kg^{-1}, “稻鸭共生”和常规稻作相比无显著差异(P>0.05)。2014 年“稻鸭共生”土壤系统 Cd 的输入输出平衡状况不同于 2015 年, 原因可能是 2014 年气温偏低水稻减产和早稻品种不同进而对 Cd 吸收不同引起的[16]。2015 年成熟期水稻不同器官 Cd 含量均高于 2014 年, 原因有待于进一步研究分析。连续 2 年的试验表明, 无论是常规稻作还是“稻鸭共生”, 水稻植株 Cd 含量次序为根>秸秆>籽粒; “稻鸭共生”没有增加水稻植株 Cd 含量和 Cd 积累。

表 3 “稻鸭共生”系统中早稻季土壤子系统 Cd 循环

Table 3 Cd cycle of soil sub-system in the early rice season of the early rice-duck mutual ecosystem

年份 Year	系统 System	输入 Input [mg(Cd)·hm^{-2}]				输出 Output [mg(Cd)·hm^{-2}]						平衡 Balance
		化肥 Chemical fertilizer	水稻秧苗 Rice seedling	鸭粪 Duck feces	合计 Total	杂草根系 Weed roots	杂草秸秆 Weed straws	水稻根系 Rice roots	水稻秸秆 Rice straws	水稻籽粒 Rice seeds	合计 Total	
2014	常规稻作 Conventional rice	375	30.87	—	405.87	—	—	123.53a	96.46a	10.83a	230.82	–175.05
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	375	30.87	333.77	739.64	5.64	9.14	118.01a	62.63b	9.40a	204.82	–534.82
2015	常规稻作 Conventional rice	206.25	19.72	—	225.97	—	—	1 207.86a	666.69a	314.65a	2 189.20	1 963.23
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	206.25	19.72	170.37	396.34	—	—	916.05a	632.38a	145.80a	1 694.23	1 297.89

表 4 “稻鸭共生”对早稻成熟期不同器官 Cd 含量的影响

Table 4 Effect of rice-duck mutualism on Cd contents of different organs of early rice mg·kg^{-1}

年份 Year	处理 Treatment	根 Roots	秸秆 Straws	籽粒 Seeds
2014	常规稻作 Conventional rice	0.175±0.026a	0.050±0.004a	0.023±0.001a
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	0.155±0.025a	0.051±0.007a	0.022±0.001a
2015	常规稻作 Conventional rice	1.437±0.305a	0.269±0.060a	0.056±0.011a
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	1.345±0.062a	0.262±0.018a	0.039±0.006a

同一年份同列不同字母表示在 5%水平上差异显著, 下同。Different letters in a column denoted significant difference at 5% in the same year. The same below.

2.3 “稻鸭共生”生态系统 Cd 循环

以早稻大田生育期作为系统的研究时间边界, 常规稻作和“稻鸭共生”系统的 Cd 输入输出及归还情况见表 5。连续 2 年的试验表明, “稻鸭共生”系统 Cd 的输入高于常规稻作, 主要是因为“稻鸭共生”系统因次级生产鸭的引入而增加了饲料投入, 进而有饲料 Cd 输入系统。“稻鸭共生”系统 Cd 输入中肥料 Cd>饲料 Cd>秧苗 Cd>雏鸭 Cd。湖南双季稻区水稻生产采用机械收获, 水稻秸秆均就地还田。“稻鸭共生”系统 Cd 的归还包括鸭粪 Cd、水稻秸秆 Cd 及根 Cd。

表 5 “稻鸭共生”生态系统 Cd 循环

Table 5 Cd cycle in the early rice-duck mutual ecosystem mg(Cd)·hm^{-2}

年份 Year	系统 System	输入 Input					输出 Output			归还量 Return				
		水稻秧苗 Rice seedling	化肥 Chemical fertilizer	饲料 Feed	雏鸭 Duckling	合计 Total	水稻籽粒 Rice seeds	鸭 Duck	合计 Total	水稻秸秆 Rice straws	水稻根系 Rice roots	杂草 Weed	鸭粪 Duck feces	合计 Total
2014	常规稻作 Conventional rice	30.87	375	—	—	405.87	10.83	—	10.83	96.46	123.53	—	—	219.99
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	30.87	375	144.87	0.02	550.76	9.40	1.42	10.82	62.63	118.01	14.78	333.77	529.19
2015	常规稻作 Conventional rice	19.72	206.25	—	—	225.97	314.65	—	314.65	666.69	1 207.86	—	—	1 874.55
	稻鸭共生 Rice-duck mutualism	19.72	206.25	105.21	0.02	331.20	145.80	1.84	147.64	632.38	916.05	—	170.37	1 718.80

“稻鸭共生”系统 Cd 输出包括稻谷和鸭。2014 年和 2015 年成鸭 Cd 含量分别为 0.007 $mg\cdot kg^{-1}$ 和 0.008 $mg\cdot kg^{-1}$，成鸭 Cd 输出分别占总输出的 13.12% 和 1.25%。“稻鸭共生”对稻米和鸭 Cd 含量的影响见表 6。与常规稻作相比，“稻鸭共生”显著降低了糙米 Cd 含量($P<0.05$)。糙米和鸭产品 Cd 含量均未超过食品 Cd 限量标准 0.2 $mg\cdot kg^{-1}$，无重金属 Cd 的污染风险。短期来看，早稻季“稻鸭共生”能够提供安全无 Cd 污染的农产品[17]。

表 6　“稻鸭共生”生态系统水稻籽粒和成鸭的 Cd 含量 (2015 年)

Table 6　Cd contents in both rice and duck of the early rice-duck mutual ecosystem in 2015　$mg\cdot kg^{-1}$

处理 Treatment	水稻 Rice		鸭 Duck
	糙米 Brown rice	颖壳 Chaff	
常规稻作 Conventional rice	0.044±0.003a	0.033±0.004a	—
稻鸭共生 Rice-duck mutualism	0.033±0.003b	0.031±0.002a	0.008

3　讨论

重金属通过施肥、灌溉和大气沉降等途径间接或直接进入农田生态系统，当重金属积累到一定程度、超过土壤自净化能力时，土壤的生态服务功能将降低，进而对农产品质量安全产生影响，重金属通过食物链和污染地表水、地下水等方式危害人类的健康和生命[4–5,18–19]。基于现代饲料工业的畜禽养殖业普遍使用抗生素和含有 Cd、Pb、Zn、Cu 等重金属元素的饲料添加剂，饲料中的添加剂绝大部分随畜禽粪便排出体外，由于生物的重金属富集作用，致使禽畜粪便中的重金属含量又要比饲料中的要高，而随粪便排入外界环境的重金属对土壤、水体、农作物甚至人类生存构成威胁[6–8]。本研究得出“稻鸭共生”生态系统中 Cd 输入主要来自磷肥和鸭饲料，鸭排泄的鸭粪 Cd 高于鸭饲料 Cd 输入；“稻鸭共生”因次级生产鸭的引入，比常规稻田生态系统增加了饲料 Cd 输入的风险。因此，如何提高饲料和肥料的生产原料质量，改进饲料和肥料生产工艺及技术来减少饲料和肥料中重金属 Cd 的含量，仍是亟需解决、任重道远的重金属源头阻控技术。短期来看，早稻季“稻鸭共生”能够提供安全无 Cd 污染的农产品(鸭和稻米)；“稻鸭共生”没有增加水稻植株 Cd 含量和 Cd 积累。从长远利益看，应限制或杜绝有重金属污染特别是重金属 Cd 含量超标的农业投入品(即饲料和肥料)进入“稻鸭共生”生态系统中，从田间源头控制以降低“稻鸭共生”生产模式因 Cd 污染所引起的生态环境危害和农产品安全风险。

施肥是农业生产中最重要的增产措施之一，无机氮肥一般不会有重金属污染土壤的问题，但氮肥影响土壤根际 pH，且氮肥组分对 Cd 的络合作用和阳离子对土壤胶体上 Cd 的置换作用，致使氮肥施入土壤后会影响 Cd 在土壤中的生物活性，进而影响植物对 Cd 的吸收[20]。“稻鸭共生”生产模式在湖南双季稻区的推广应用中，农民还是希望水稻、鸭都高产丰产以获得可观的经济收入。为保障水稻稳产，笔者研究得出“稻鸭共生”不能盲目减少其肥料投入[9–13]。笔者建议：要从现代的食品安全消费理念和生态环境保护意识引领和提升“稻鸭共生”生产模式，从物质产投结构的优化管理上控制和防范重金属污染，科学地减少“稻鸭共生”系统肥料投入，用安全无公害农产品的市场价格来增加农民的经济效益，促进“稻鸭共生”健康持续发展和环境友好的永续经营。

本研究是定量识别“稻鸭共生”生态系统重金属 Cd 的转化、迁移及循环特征，定性分析“稻鸭共生”对水稻植株及鸭产品 Cd 含量的影响，研究存在很多不足之处。今后还需开展重金属 Cd 在“稻鸭共生”系统中的迁移转化机理，以明确 Cd 在该系统中的迁移转化的主要因素，如土壤理化及生物学特性、肥料和饲料类型和用量、水稻品种、与其他金属元素含量的相关性、鸭粪 Cd 及赋存形态等。重金属 Cd 具有的环境行为、生态效应和对环境危害大小更大程度上取决于其形态分布，尤其是具有生物有效性形态的含量、存在比例及其迁移转化能力[21–23]。“稻鸭共生”是否改变了土壤对重金属 Cd 的固持作用？今后需要更深入的探讨和研究长期的“稻鸭共生”对稻田土壤 Cd 及其赋存形态的影响。

4　结论

“稻鸭共生”生态系统 Cd 输入中，肥料 Cd>饲料 Cd>秧苗 Cd>雏鸭 Cd。肥料 Cd 输入主要是磷肥输入。“稻鸭共生”以鸭粪排泄物的形式归还给稻田土壤的 Cd 远大于鸭产品本身所固定的 Cd 量；鸭所摄食的 Cd 主要来自鸭饲料，大鸭饲料 Cd 输入大于小鸭饲料 Cd 输入，鸭肠道代谢排泄的鸭粪 Cd 高于鸭饲料 Cd 输入。与常规稻作相比，“稻鸭共生”没有增加水稻植株 Cd 含量和 Cd 积累。短期来看，早稻季“稻鸭共生”能够提供安全无 Cd 污染的农产品(鸭和稻米)。

参考文献 References

[1] 丁平, 庄萍, 李志安, 等. 镉在土壤–蔬菜–昆虫食物链的传递特征[J]. 应用生态学报, 2012, 23(11): 3116–3122
Ding P, Zhuang P, Li Z A, et al. Transfer characteristics of cadmium in soil-vegetable-insect food chain[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(11): 3116–3122

[2] Wang W X, Ke C H. Dominance of dietary intake of cadmium and zinc by two marine predatory gastropods[J]. Aquatic Toxicology, 2002, 56(3): 153–165

[3] Sellin M K, Eidem T M, Kolok A S. Cadmium exposures in fat-head minnows: Are there sex-specific differences in mortality, reproductive success, and Cd accumulation?[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2007, 52(4): 535–540

[4] 李本银, 汪鹏, 吴晓晨, 等. 长期肥料试验对土壤和水稻微量元素及重金属含量的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(2): 281–288
Li B Y, Wang P, Wu X C, et al. Effect of long-term fertilization experiment on concentration of micronutrients and heavy metals in soil and brown rice[J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(2): 281–288

[5] 王美, 李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2): 466–480
Wang M, Li S T. Heavy metals in fertilizers and effect of the fertilization on heavy metal accumulation in soils and crops[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20(2): 466–480

[6] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. Science of the Total Environment, 2003, 311(1/2/3): 205–219

[7] Díaz-Cruz M S, de Maria M J L, Barceló D. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge[J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2003, 22(6): 340–351

[8] Zinedine A, Soriano J M, Moltó J C, et al. Review on the toxicity, occurrence, metabolism, detoxification, regulations and intake of zearalenone: An oestrogenic mycotoxin[J]. Food and Chemical Toxicology, 2007, 45(1): l–18

[9] 张帆, 隋鹏, 陈源泉, 等. "稻鸭共生"生态系统稻季 N、P 循环[J]. 生态学报, 2011, 31(4): 1093–1100
Zhang F, Sui P, Chen Y Q, et al. Nitrogen and phosphorus cycling from rice-duck mutual ecosystem during late rice growth season[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(4): 1093–1100

[10] 张帆, 陈源泉, 隋鹏, 等. "双季稻–鸭"共生生态系统稻作季节氮循环[J]. 应用生态学报, 2012, 23(1): 178–184
Zhang F, Chen Y Q, Sui P, et al. Nitrogen cycling in rice-duck mutual ecosystem during double cropping rice growth season[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(1): 178–184

[11] 张帆, 陈源泉, 高旺盛. "双季稻–鸭"共生生态系统稻季磷循环[J]. 生态学杂志, 2012, 31(6): 1383–1389
Zhang F, Chen YQ, Gao W S. Phosphorus cycling in rice-duck mutual ecosystem in double cropping rice growth seasons[J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(6): 1383–1389

[12] 张帆, 高旺盛, 隋鹏, 等. "双季稻–鸭"共生生态系统 C 循环[J]. 生态学报, 2012, 32(10): 3198–3208
Zhang F, Gao W S, Sui P, et al. Carbon cycling from rice-duck mutual ecosystem during double cropping rice growth season[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(10): 3198–3208

[13] 张帆. "稻鸭共生"养分归还特征及水稻植株对氮、磷的吸收[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(3): 265–269
Zhang F. Characteristics of nutrient return and uptake in rice-duck mutualism ecosystem of double rice cropping season[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(3): 265–269

[14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 106–163, 308–315, 421–428
Lu R K. Analytical Methods for Agricultural Chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 106–163, 308–315, 421–428

[15] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB 5084—2005 农田灌溉水质标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB 5084—2005 Standards for Irrigation Water Quality[S]. Beijing: China Standard Press, 2006

[16] 赵科理, 傅伟军, 戴巍, 等. 浙江省典型水稻产区土壤–水稻系统重金属迁移特征及定量模型[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(2): 226–234
Zhao K L, Fu W J, Dai W, et al. Characteristics and quantitative model of heavy metal transfer in soil-rice systems in typical rice production areas of Zhejiang Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, 24(2): 226–234

[17] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. GB 2762—2005 食品中污染物限量[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005
Ministry of Public Health of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. GB 2762—2005 Maximum Levels of Contaminants in Foods[S]. Beijing: China Standard Press, 2005

[18] 章明奎, 杨东伟. 绍兴平原二种典型农田系统中重金属流及其平衡分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(2): 320–324
Zhang M K, Yang D W. Flows and mass balance of heavy metals in two typical farming systems in Shaoxing Plain, Zhejiang Province, China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(2): 320–324

[19] 肖明, 杨文君, 张泽, 等. 柴达木农田土壤 Cd 的积累及风险预测[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(5): 1271–1279
Xiao M, Yang W J, Zhang Z, et al. Cadmium accumulation in soil and risk prediction in the Qaidam Basin[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20(5): 1271–1279

[20] 王艳红, 唐明灯, 李盟军, 等. 外加氮源在 Cd 超标菜地上的应用效果[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(2): 218–225

Wang Y H, Tang M D, Li M J, et al. Effects of nitrogen addition on above-standard Cd-contaminated soils in vegetable fields[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, 24(2): 218–225

[21] 宋琳琳, 铁梅, 张朝红, 等. 施用污泥对土壤重金属形态分布和生物有效性的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2701–2707

Song L L, Tie M, Zhang Z H, et al. Effects of applying sewage sludge on chemical form distribution and bioavailability of heavy metals in soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(10): 2701–2707

[22] 杨兰, 李冰, 王昌全, 等. 长期秸秆还田对德阳地区稻田土壤镉赋存形态的影响[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(6): 725–732

Yang L, Li B, Wang C Q, et al. Effects of long-term straw incorporation on cadmium speciation and bioavailability in paddy soils in Deyang Area[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, 23(6): 725–732

[23] 武文飞, 南忠仁, 王胜利, 等. 绿洲土 Cd、Pb、Zn、Ni 复合污染下重金属的形态特征和生物有效性[J]. 生态学报, 2013, 33(2): 619–630

Wu W F, Nan Z R, Wang S L, et al. Fractionation character and bioavailability of Cd, Pb, Zn and Ni combined pollution in oasis soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(2): 619–630